



Naturvärdesbedömning och klassificering enligt blå målklasser av vattendrag

- en utvärdering av metod och lämplighet för skogsbruksplaner



Torbjörn Ingemarsson

Handledare: Per-Erik Larsson, Södra
Matts Lindbladh, SLU

Sveriges lantbruksuniversitet

Examensarbete nr 188

Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap

Alnarp 2012



Naturvärdesbedömning och klassificering enligt blå målklasser av vattendrag - en utvärdering av metod och lämplighet för skogsbruksplaner



Torbjörn Ingemarsson

Handledare: Per-Erik Larsson, Södra

Matts Lindbladh, SLU

Examinator: Jörg Brunet

Sveriges lantbruksuniversitet

Examensarbete nr 188

Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap

Alnarp 2012

Examensarbete i skogshushållning, ingående i skogligt magisterprogram/
Jägmästarprogrammet, SLU kurskod EX0709, 30 hp, Avancerad nivå A2E

Sammanfattning

Syftet med fältstudien var att validera WWF:s metod för naturvärdesbedömning av vattendrag och blå målklasser som trovärdiga redskap för att spegla fiskförekomsten och den biologiska mångfalden i vattendrag. Litteraturstudien visade vad som kan styra fiskförekomsten samt hur skogsbruket idag och historiskt har påverkat vattendragen och hur skogliga åtgärder kan påverka vattendragens naturvärde och vatten kvalitén. Fältstudien genomfördes genom inventering av 84 elfiskade vattendrag i Blekinge. Inventeringen innehöll naturvärdesbedömning, klassificering, vattendragsbredd, grundyta och medelhöjd. Hypotesen var att vattendrag med höga poäng från naturvärdesbedömningen och/eller bedömd målklass skulle hålla högre antal fiskearter samt fler individer av lax respektive öring än vattendrag med lägre poäng/målklass. Resultatet av analysen visade att det fanns en signifikant positiv korrelation mellan blå målklasser och antalet fiskarter, mellan naturvärden och laxtätheten samt mellan grad av orördhet och artantalet och laxtätheten. Positiv korrelation visades även finnas mellan vattendragsbredden och antal fiskarter, samt mellan poängsumman och laxtätheten. Signifikant korrelation mellan naturvärdespoäng, antalet fiskarter och populationstäthet av öring kunde inte påvisas. Inte heller mellan grad av orördhet och förekomsten av öring eller mellan vattendragsbredden och öring kunde korrelation påvisas. Vattendragets känslighet hade ingen signifikant korrelation med någon av de testade variablerna. Slutsatsen kunde då dras att blå målklassning är en metod som till viss del fungerar och som uppfyller sitt syfte. Naturvärdesbedömningen kan ej stödjas som en heltäckande metod. Men metoden har potential att ge god hjälp i arbetet med vattenhänsyn i skogsbruket efter vidare utveckling och kalibrering. Rekommendationerna blev att kantzonen och vattendragsbredden skall bedömas särskilt eftersom dessa visat sig vara viktiga för vattendragets naturvärde och förmåga att hysa fisk.

Abstract

The purpose of the field study was to validate the WWF method of assessment of nature values of rivers and blue goal classes as credible means to reflect the presence of fish and biodiversity in forest streams. The literature review indicated what can control fish occurrence and how forestry operations affect biodiversity values and water quality of forest streams. The study used inventory data of 84 electro fishing plots in Blekinge, S-Sweden. The field inventory contained nature of assessment, classification, stream width, basal area and average height. The hypothesis was that the streams with high scores from the natural value assessment and/or estimated goal class would contain a higher number of fish species and more individuals of salmon and trout than streams with lower scores /goal class. The results of the analysis indicate that there is a significant positive correlation between blue goal classes, the number of fish species and between natural values and the density of salmon and between the earlier impact, number of species and density of salmon. Positive correlation was also found between the stream width and number of fish species and between the score and density of salmon. Significant correlation between natural value scores and the number of fish species, nature points and population density of trout was not demonstrated. There was neither found any correlation between the earlier impact and the presence of trout, nor between the stream width and trout. The stream sensitivity had no significant correlation with any of the tested variables. The conclusion can be drawn that the blue goal class method is functioning relatively well and fulfilling its purpose. The assessment of nature values could not be supported as a comprehensive method. But the method has the potential to provide great help in the protection of water in the forestry, after development and calibration. The recommendations were that the edge zone and stream width should be especially assessed as these proved to be important for the forest streams nature values and ability to house fish.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	3
Abstract	4
1. Inledning.....	6
1.1 Blå målklasser	7
1.2 Syfte	7
1.3 Hypoteser och frågeställningar.....	7
2. Material och metod.....	8
2.1 Fältstudier	8
2.1.1 Inventeringslokaler	8
2.1.2 Fältinventering.....	10
2.1.3 Statistisk metod	11
2.2 Litteraturstudien	12
2.3 Avgränsningar	12
3. Resultat.....	13
3.1 Fältstudie	13
3.2 Litteraturstudie	18
3.2.1 Skogsbruksåtgärders påverkan på vattendrag	18
3.2.2 Kantzonen.....	19
4. Diskussion	21
4.1 Resultat fältstudie	21
4.2 Metodiken.....	22
5. Slutsatser och rekommendationer	24
6. Tillkännagivande	25
Referenser.....	26
Bilagor.....	29
Bilaga 1	29
Bilaga 2	31
Bilaga 3	33

1. Inledning

Rinnande vatten förser människan med bland annat dricksvatten, transportmöjligheter, förnyelsebar energi, fisk samt rekreation. Vattendrag i olika former spelar en avgörande roll för den hydrologiska cykeln och för omsättningen av näringsämnen och mineraler från land på högre höjd till lägre. De har en unik flora och fauna och hyser många hotade arter t.ex. flodpärlmussla, ål och utter (Allan m.fl. 1993; Länsstyrelsen m.fl. 1996).

Det finns nya ramdirektiv i Europeiska Unionen (EU) för vatten, närmare bestämt för skydd av ytvatten, kustvatten och grundvatten (Direktiv 2000/60/EG). Genom vattendirektivet har man skapat ett arbetssätt för vattenfrågor inom EU. Det övergripande målet är att alla vatten inom EU ska uppnå god ekologisk och kemisk status innan år 2015. Många vattendrag och sjöar bedöms i dagsläget att de inte kommer kunna klara dessa mål. Åtgärder i vattendrag och sjöar har enligt vattenmyndigheterna en positiv påverkan på dessa miljökvalitetsmål. Det innebär att åtgärder behöver vidtas för att förbättra statusen. För att nå målen behövs dessutom mer kunskap, rådgivning, övervakning och tillsyn (Vattenmyndigheten Södra Östersjön 2010).

Eftersom den vanligaste omgivande miljön vid vattendrag är skog, är forskning kring vattendragen och dess mångfald samt om ekosystemprocesserna mellan skogslandskapet och vattendragen viktig. Få studier har gjorts på hur man kombinerar ekonomiska mål med god vattenkvalitet. En förklaring till detta är att det finns en komplexitet i effekterna av flera avverkningar inom ett avrinningsområde över tid och rum (Öhman m.fl. 2009). Skogsbruket är i hög grad en industri som är baserad på markanvändning, men det finns begränsad tillgång på empiriska data på hur skogsbruket påverkar vattenkvaliteten (Laudon m.fl. 2009). Forskningen hittills visar att skogsbrukets påverkan på hydrologin är variabel och oförutsägbar. För en ökad förståelse av hur skogsbruket påverkar hydrologin behövs mer forskning (Andréassian 2004).

Sverige har nästan 100000 sjöar och 56000 mil vattendrag (Bleckert m.fl. 2011). Merparten av dessa sjöar och vattendrag finns i skogslandskap. En stor landareal brukad skogsmark har alltså direkt kontakt med vatten. Skogsbruket har således stor potential att påverka vattenmiljön. Hälften av den svenska skogsmarken ägs av privata markägare (Skogsstyrelsen 2012). För att erhålla en bättre ekologisk status i de svenska vattendragen krävs en ökad medvetenhet och förståelse hos markägarna om vattendragens ekosystem och biologiska mångfald, dess känslighet, tidigare påverkan och naturvärden samt vad man kan göra för att förbättra förutsättningarna och gynna den biologiska mångfalden. Vattenmiljöer skall finnas med i planeringen av åtgärder i skogsbruket i Sverige. Med god planering kan skogsbruket bidra till att förbättra den ekologiska statusen i vattendragen (Bleckert m.fl. 2011). I USA och Kanada finns redan ett klassificeringssystem implementerat som en del av skogsbrukets operativa planering. Där klassas vattendragen utifrån om de är permanenta eller temporära, deras betydelse för fiske, erosionsrisk samt lutning (Bergquist 1999).

För att få en ökad förståelse av vattendragens värden krävs en naturvärdesbedömning. Denna bör även ta hänsyn till tidigare påverkan och känslighet. Metoden behöver vara tidseffektiv och enkel att genomföra för att få genomslag i skogsbruket, men samtidigt ge en bra bild av vattenmiljön. Denna metod behöver vara trovärdig och spegla det verkliga tillståndet i den bedömda miljön. Ett validerat samband mellan vattendragets diversitet och resultatet i naturvärdesbedömningen behövs.

1.1 Blå målklasser

Blå målklasser har till syfte att öka medvetenheten och intresset av vattenvård bland olika aktörer, både i storskogsbruket samt hos privata markägare. Införandet av blå målklasser i skogsbruksplanerna till privata markägare kan vara ett bra verktyg för att förbättra statusen i vattendragen. Detta går i linje med EU:s vattendirektiv. Initiativet till blå målklassning kommer från Världsnaturfonden (WWF) och är en del i WWF:s projekt *Levande skogsvatten*, ett samarbetsprojekt mellan WWF och skogsnäringen. Projektets övergripande mål är att bidra till en bättre vattenhänsyn (Degerman m.fl. 2005a). Skogsnäringen är nu intresserade och bl.a. Södra planerar införandet av blå målklasser till sin verksamhet.

Den blå målklassningen syftar till att höja ambitionsnivån för hänsynen och naturvården samt till vilka åtgärder som bör göras i ett vattendrag för att gynna det. Klasserna för vattendragen påminner mycket om målklasserna för skogsbestånd i skogsbruksplaner. Med klassningen följer råd för hänsynen enligt WWF:s handledning (tabell 1) (Bleckert m.fl. 2011). Klassningen av vattendraget görs med naturvärdesbedömningen som grund och stöd. Vattendraget bedöms ur fyra olika aspekter med totalt 32 olika parametrar (bilaga 4). Aspekterna är naturvärden, tidigare påverkan/grad av orördhet, känslighet och plusvärden (NPK+).

1.2 Syfte

Denna studie har för avsikt att testa trovärdigheten i naturvärdesbedömningen av vattendrag och blå målklasser som redskap för att spegla fiskförekomsten i vattendrag. Detta genom att jämföra inventerade data med data från elfiskeregistret. Poängsumman av naturvärdesbedömningen samt även de tre sektionerna naturvärden, påverkan och känslighet var för sig jämförs med förekomsten av fisk. Fiskar är en viktig grupp med krav på sitt habitat, om fiskar förekommer så inkluderar även habitatet andra arter, t.ex. bottenfauna som fisken är beroende av.

1.3 Hypoteser och frågeställningar

-Vattendrag med höga poäng från naturvärdesbedömningen håller högre antal fiskarter samt fler individer av öring respektive lax än vattendrag med lägre poäng.

-Vattendrag med hög målklass (VO) håller högre antal fiskarter samt fler individer av öring respektive lax än vattendrag med lägre målklass (VG).

Skiljer sig naturvärdesbedömningens poäng och de blå målklasserna, eller stämmer de väl överens? Om de inte skiljer bör poängsumman direkt kunna översättas till en viss blå målklass.

Har någon sektion i naturvärdesbedömningen speciell betydelse för förekomsten av fisk?

2. Material och metod

2.1 Fältstudier

2.1.1 Inventeringslokaler

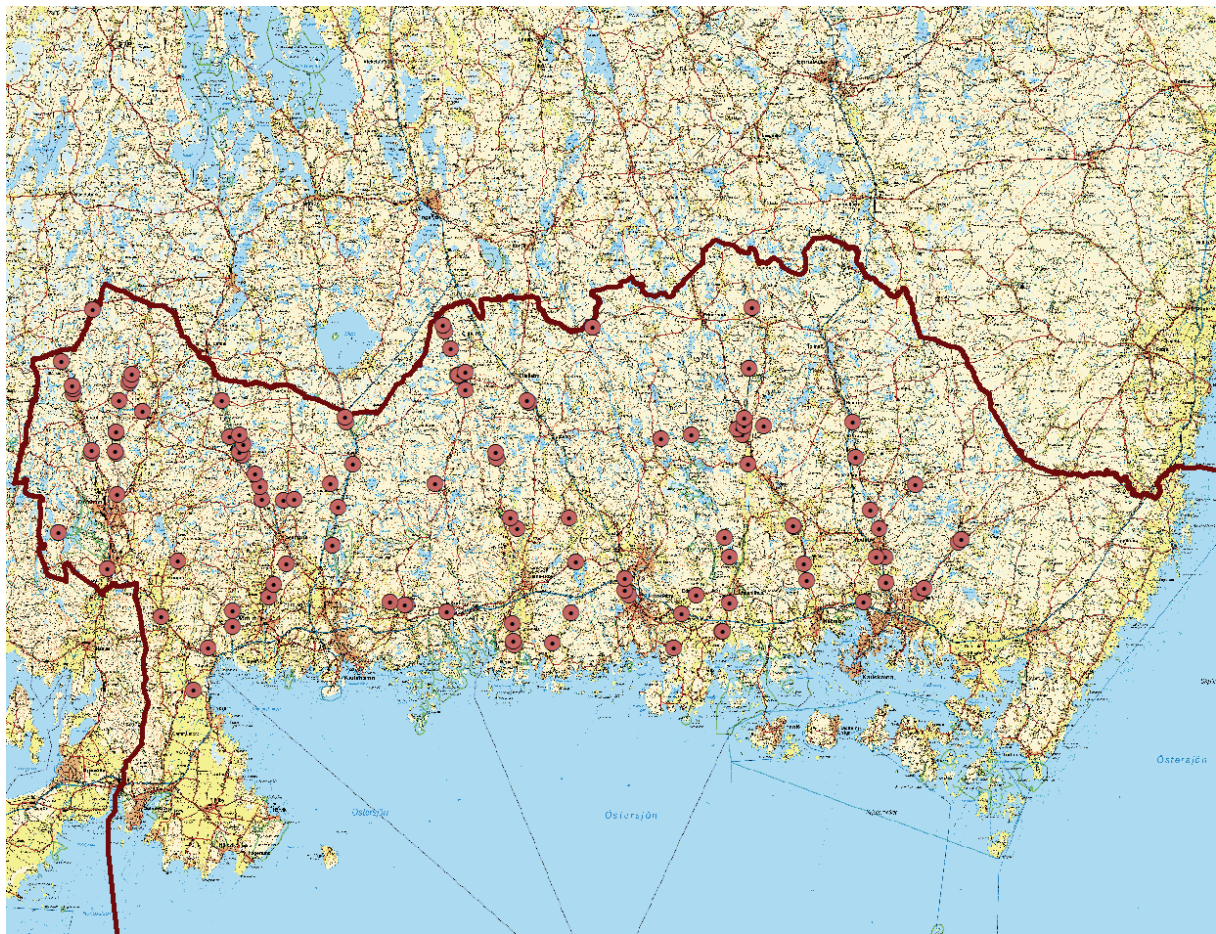
För att kunna genomföra analysen användes inrapporterade elfisken från Svenskt Elfiskeregister. Detta underlag är grunden för urvalet av inventeringsobjekt. Elfisket är utfört av Länsstyrelsen i Blekinge län enligt standardiserad metodik enligt Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning (Naturvårdsverket 2010). Elfiskelokalen väljs efter en förstudie utifrån geografiskt läge (stort avstånd mellan lokalerna eftersträvas), lämpliga lekområden för lax, lämplig vattenhastighet, lokal som ej är påverkad av väg samt som är lätt att ta sig till. Förutsättningar för elfiskeundersökningar är att det ska gå att vada i vattendraget, vilket innebär maxdjup 1 m och att vattenhastigheten inte är för hög ($< 1\text{ m/s}$). Fisket genomförs med elfiskeaggregat, den fångade fisken artbestäms samt längd- och viktbestäms. Samtliga utfisken är genomförda mellan juli och oktober. Populationstätheterna beräknas m.h.a Bohlins formler (1984) för populationsuppskattning, med fångstresultaten som indata.

Allt befintligt data (759 utfisken) var inte användbart av olika anledningar. Datat och således inventeringsunderlaget sällades med följande krav:

- Elfiskedata får inte vara äldre än 10 år eftersom det inte är relevant för fiskförekomsten idag (Bergengren, personlig kommentar).
- Inventeringspunkter får inte ligga vid fiskeodlingar eftersom det inte är naturlig skogsmiljö.
- Inventeringspunkter får inte heller ligga i vattendrag vid tätorter eftersom studien syftar på att undersöka i skogslandskap.
- Inventeringspunkter får inte ligga nära kusten ($< 20\text{ m.ö.h.}$), andra faktorer än omgivande miljö styr förekomsten av fisk här.

Totalt återfanns 84 st punkter från elfiske datan, fördelat över hela Blekinge (figur 1).

Figur 1, Karta över alla inventeringsobjekt (84 st), Blekinge



2.1.2 Fältinventering

Förutom naturvärdesbedömningen inventerades andra variabler som kunde ha samband med förekomsten av fisk. Studien utfördes genom fältinventering, statistisk analys av data. Inventeringen genomfördes under oktober månad hösten 2011. Inventeringen utfördes med hjälp av handdator med GPS, kamera, kartunderlag och bil. Kartunderlaget bearbetades med hjälp av ESRI Arcmap 9.3 med vägkartan från Lantmäteriet. Naturvärdesbedömningen utgick från naturvärdesbedömningsblanketten för vatten (NPK+) framtagen av WWF och omarbetad av Södra skogsägarna (bilaga 4). Blanketten är utformad så att man kryssar i förekomst eller ej förekomst av olika påståenden (totalt 32 st).

Tabell 1, Blå målklasser med allmänna skötselråd

VG – Vattenmiljö med generell vattenhänsyn	VF – Vattenmiljö med förstärkt vattenhänsyn	VS – Vattenmiljö med särskilda åtgärder	VO – Vattenmiljö som lämnas orörd.
Normal ambition enligt skogsvårdslagen och certifieringar	Förstärkt ambition för kantzon, mängden död ved och hänsyn vid körning	Hög ambition för återskapande, nyskapande eller restaurering	Mycket hög ambition för känsliga miljöer med höga värden
Kantzon 5-15m	Förstärkt kantzon 15-30m	Lägg igen diken	Området inkl. kantzoner bör klassas som NO
Planera överfarter till ej känsliga partier	Minimera överfarter	Återskapa våtmarker för fåglar	Inga körningar eller överfarter
Ta hänsyn till vattenmiljöernas kulturmiljö	Kör inte i kantzonen	Skapa lekbottnar för fisk, lägg tillbaka stenar	Avgränsa området från skogsbruk
Lämna/skapa död ved	Skapa minst åtta bitar död ved per 100m vatten	Återskapa naturlig vattenföring	Utvecklas bäst genom orördhet

Vid inventeringen inventerades konsekvent en sträcka om ca 200 m, (100m uppströms, 100 m nedströms om elfiskepunkten). Följande variabler inventerades: vattendragets bredd, poäng enligt naturvärdesblanketten, grundyta samt medelhöjd i omgivande skog. Alla vattendrag fotograferades och eventuellt åtgärdsförslag angavs i en anteckning. Efter genomförd inventering klassades vattendraget in i en målklass VG, VF, VS eller VO, enligt tabell 1. Det är viktigt att poängtera att den slutgiltiga klassningen är en bedömning av inventeraren. Poängen från naturvärdesbedömningen är ett stöd i denna bedömning. Klassningen skall uttrycka ambitionen för vattendraget i framtiden och behöver inte nödvändigtvis spegla dagens tillstånd. Däremot beskriver naturvärdesbedömningen tillståndet idag. Blanketten (bilaga 4) består av ett antal sektioner, först bakgrundsdata där datum, aktuell fastighet, vattendragets namn, avrinningsområde, inventerad sträcka, medelbredd samt koordinater ingår. Sedan följer fyra sektioner som tar upp olika aspekter av vattendraget. Dessa är naturvärden (tolv parametrar), påverkan (tolv parametrar), känslighet (fyra parametrar) samt plusvärden (fyra parametrar). I naturvärdessektionen bedöms vattendragets variation, biotop och kantzon. I sektionen för påverkan bedöms till vilken grad vattendraget, vattenkvaliteten och kantzonen är påverkad historiskt av olika åtgärder. Sedan bedöms vattnets känslighet för störningar. Sist bedöms plusvärden för att bredda omfånget på den totala bedömningen (Bleckert m.fl. 2011).

Tre parametrar är svårbedömda i fält, så dessa behöver erhållas innan inventeringen. Två stycken handlar om förekomsten av arter, nämligen värdearter (rödlistade arter) och intressanta arter (t.ex. bäver). Information om förekomsten av intressanta arter och värdearter erhöles från artportalen. Omfattande försurning behöver man också ta reda på i förväg, denna parameter togs reda på med hjälp av vattenkartan (Länsstyrelsen 2011). Sammanställning av inventeringsmaterialet gjordes i Excel.

2.1.3 Statistisk metod

För den statistiska analysen användes metoden *The Spearman rank-order correlation coefficient*. Det är en metod som mäter styrkan i sambandet mellan två rankade variabler. Den används med fördel när data inte är normalfördelat, består av diskreta variabler eller när mycket data är inom ett intervall där samma värde kan förekomma flera gånger, s.k. *ties*. Analysen gjordes manuellt genom beräkningar i Excel. Värdet på r_s är mellan -1 till +1 och indikerar styrkan och associationen mellan rankningarna. Allt inventerat data rankas i en lista för alla observationer, enligt följande: vattendraget med högst/störst naturvärdespoäng, målklass, antal arter, lax- och öringpopulation får högst rankning = 1. Vattendragsbredden rankas så att det bredaste vattendraget får högst rankning. Givetvis är det inte så att samma vattendrag får högst ranking för alla ovan nämnda parametrar, d.v.s. det vattendrag med högst naturvärdespoäng behöver inte nödvändigtvis t.ex. ha flest antal arter eller vara bredast. Om flera vattendrag har samma värde på t.ex. naturvärdespoäng skall rankningen justeras. T.ex. i mitt fall har tre vattendrag fått 20 naturvärdespoäng. Det innebär att de är rankade på plats 4-6 av 84. Deras justerade rankning blir medelvärdet av deras inbördes rangordning $(4+5+6)/3 = 5$ för alla vattendrag med 20 naturvärdespoäng. Differensen mellan de justerade rankningarna räknas sen ut och summeras ($\sum d_i^2$).

Innan korrelationen beräknas, behöver hänsyn till *ties* d.v.s. data med exakt samma värde beräknas. Detta görs för både X och Y variabeln enligt formel 2. Korrelationskoefficienten beräknas enligt formel 3. Testet är dubbelsidigt där $H_0=0$ testas, dvs. att X- och Y-variablerna är oberoende av varandra. Om signifikant korrelation finns kan H_0 förkastas och alternativhypotesen H_1 antas, dvs. att X- och Y-variablerna inte är oberoende av varandra.

Följande formler användes:

Formel 1, för *ties*: $T_x = \sum_{i=0}^n (t_i^3 - t)$

Formel 2, för X och Y-variabeln med hänsyn till *ties*.

$$\sum x^2 = \frac{N^3 - N - T_x}{12}$$

Formel 3, för korrelationskoefficienten:

$$r_s = \frac{\sum x^2 + \sum y^2 - \sum d^2}{2\sqrt{\sum x^2 * \sum y^2}}$$

Statistiska nollhypoteser:

H_0 = ingen korrelation finns mellan naturvärdespoäng och antal arter

H_0 = ingen korrelation finns mellan naturvärdespoäng och tätheten av öring

H_0 = ingen korrelation finns mellan naturvärdespoäng och tätheten av lax

H_0 = ingen korrelation finns mellan målklass och antal arter

H_0 = ingen korrelation finns mellan målklass och tätheten av öring

H_0 = ingen korrelation finns mellan målklass och tätheten av lax

H_0 = ingen korrelation finns mellan vattendragsbredden och antal arter

H_0 = ingen korrelation finns mellan vattendragsbredden och tätheten av öring

H_0 = ingen korrelation finns mellan vattendragsbredden och tätheten av lax

2.2 Litteraturstudien

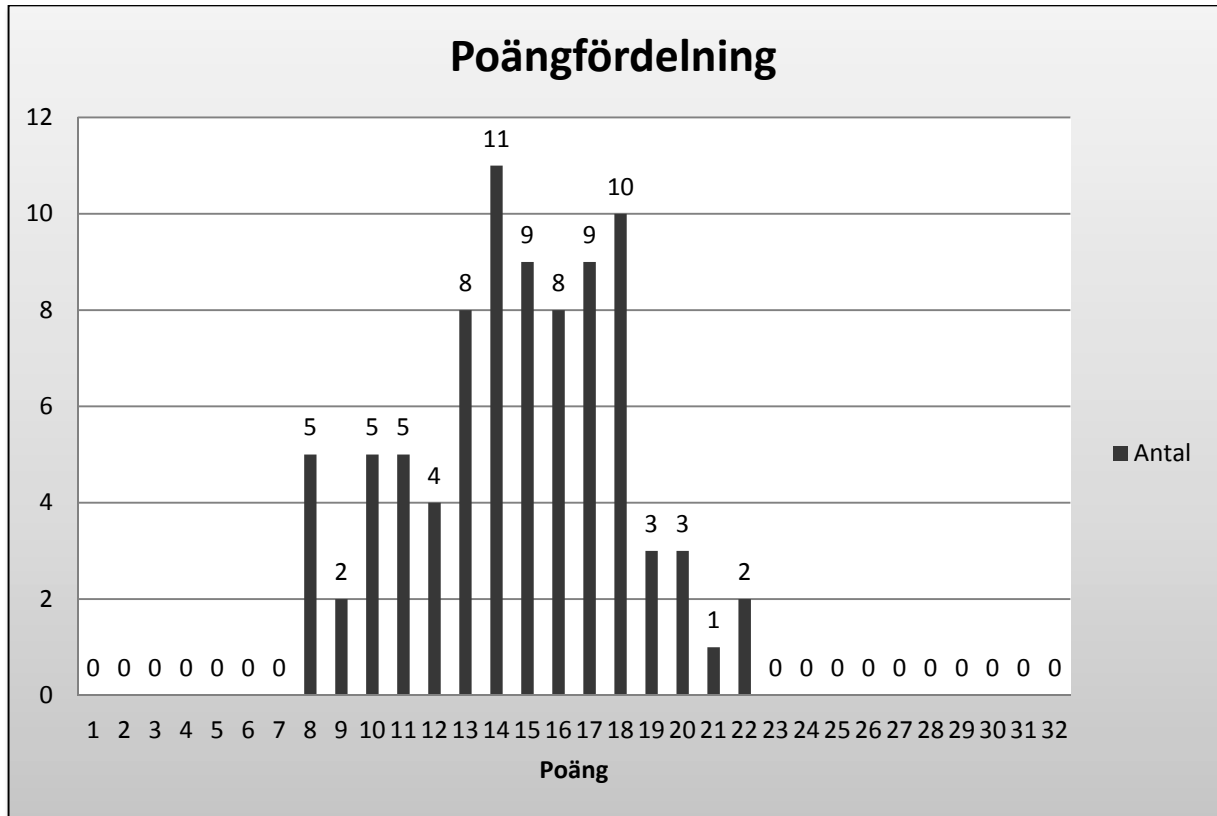
Litteraturstudien var baserad på sökningar i SLU-bibliotekens databaser Lukas och Web of knowledge. Även Google scholar har använts. Viss information har också erhållits ifrån rapporter från myndigheter och organisationer samt från handledare. Resultatet av litteraturstudien redovisas i resultatdelen.

2.3 Avgränsningar

Studien har geografiskt avgränsats till Blekinge län, eftersom det där fanns bra tillgång till data från elfiskeregistret. Där finns också många vattendrag inom ett litet geografiskt område. Den statistiska analysen görs på naturvärdespoäng, blå målklasser och vattendragsbredden mot antalet fiskarter och tätheten av lax och öring. Lax och öring är två vandrande arter med stora krav på sitt habitat och deras närvaro indikerar därför stor variation i vattendraget och biologisk mångfald. I elfiskeregistret finns mycket data med många inventerade parametrar man skulle kunna analysera mer för att eventuellt hitta ytterligare samband för förekomsten av fiskarter, lax och öring. Detta faller dock utanför ramen för den här studien.

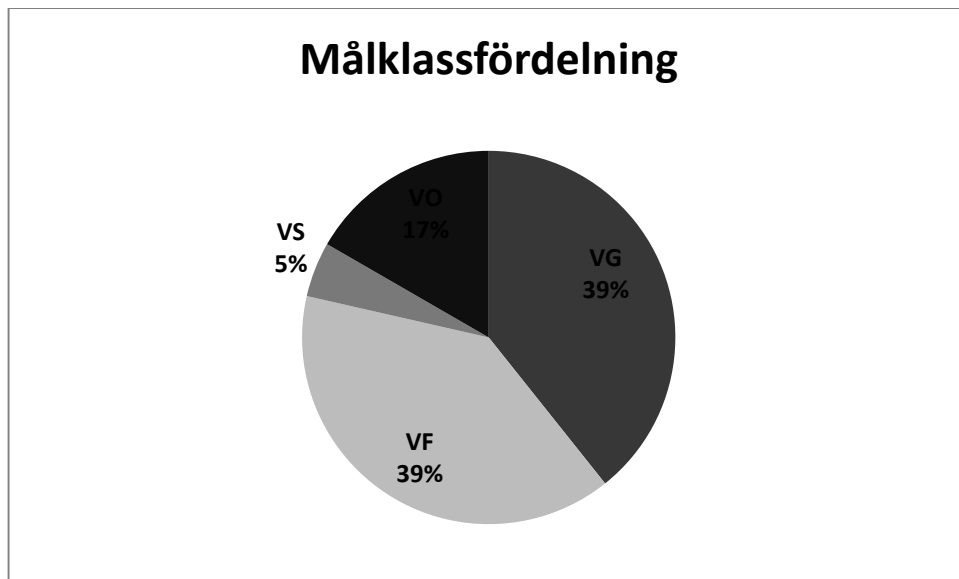
3. Resultat

3.1 Fältstudie



Figur 2, Naturvärdespoäng över alla inventerade vattendragssträckor

Naturvärdespoängen för de inventerade vattendragsträckorna varierade mellan 8 och 22 (figur 2). Majoriteten av sträckorna hade intermediära naturvärdespoäng, medianen för alla sträckor blev 15 poäng.



Figur 3, Fördelning över vattendragens målklasser

Av de inventerade vattendragen fick flest målklass VG (39%) och VF (39%). Betydligt färre fick målklasserna VS (5%) och VO (17%, figur 3). Vattendragets målklass bestämdes med naturvärdesbedömningens poängsumma som riktvärde samt med en subjektiv slutbedömning av vattendragssträckans potential att uppnå större diversitet och biologisk mångfald med hjälp av vald ambitionsnivå för framtiden (bilaga 4).

Tabell 2, Resultat av korrelationsberäkningen med data från 84 inventeringssträckor längs vattendrag i Blekinge

R_s = Korrelationskoefficient

P = Signifikansnivå

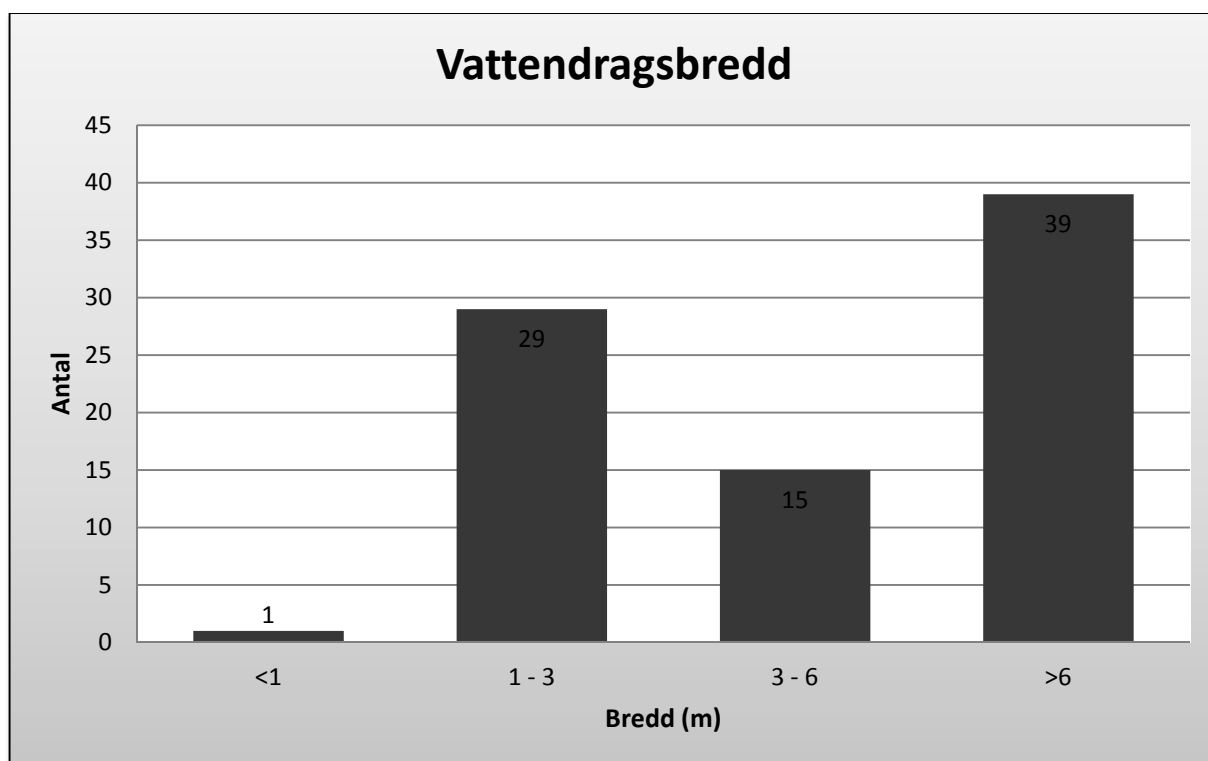
*** = Signifikant korrelation vid $P=0,00$ (dubbelsidigt test)

** = Signifikant korrelation vid $P=0,01$ (dubbelsidigt test)

* = Signifikant korrelation vid $P=0,05$ (dubbelsidigt test)

		Naturvärden	Påverkan	Känslighet	Summa poäng	Blå målklass	Vattendragsbredd
Artantal	R_s	0,19	0,31***	-0,10	0,14	0,289**	0,445***
	P	0,07	0,00	0,36	0,19	0,01	0,00
Lax-täthet	R_s	0,23*	0,27**	0,01	0,382**	-0,32**	0,19
	P	0,04	0,01	0,93	0,01	0,03	0,07
Öring-täthet	R_s	0,11	0,18	-0,20	0,04	-0,103	0,10
	P	0,31	0,11	0,07	0,72	0,35	0,35

Antalet arter var positivt signifikant korrelerade med blå målklass ($P=0,01$), vattendragsbredd ($P=0,00$) och påverkan ($P=0,00$) men inte med naturvärden, känslighet eller summan av poängen. Tätheten av lax var positiv signifikant korrelerad med naturvärden ($P=0,04$), påverkan ($P=0,01$) summan av poängen ($P=0,00$) samt signifikant negativ korrelerad med blå målklass ($P=0,03$). Laxtätheten var ej korrelerad med känslighet eller vattendragsbredd. Ingen signifikant korrelation hittades mellan öringtätheten och naturvärden, påverkan, känslighet, summa poäng eller vattendragsbredden (tabell 2).



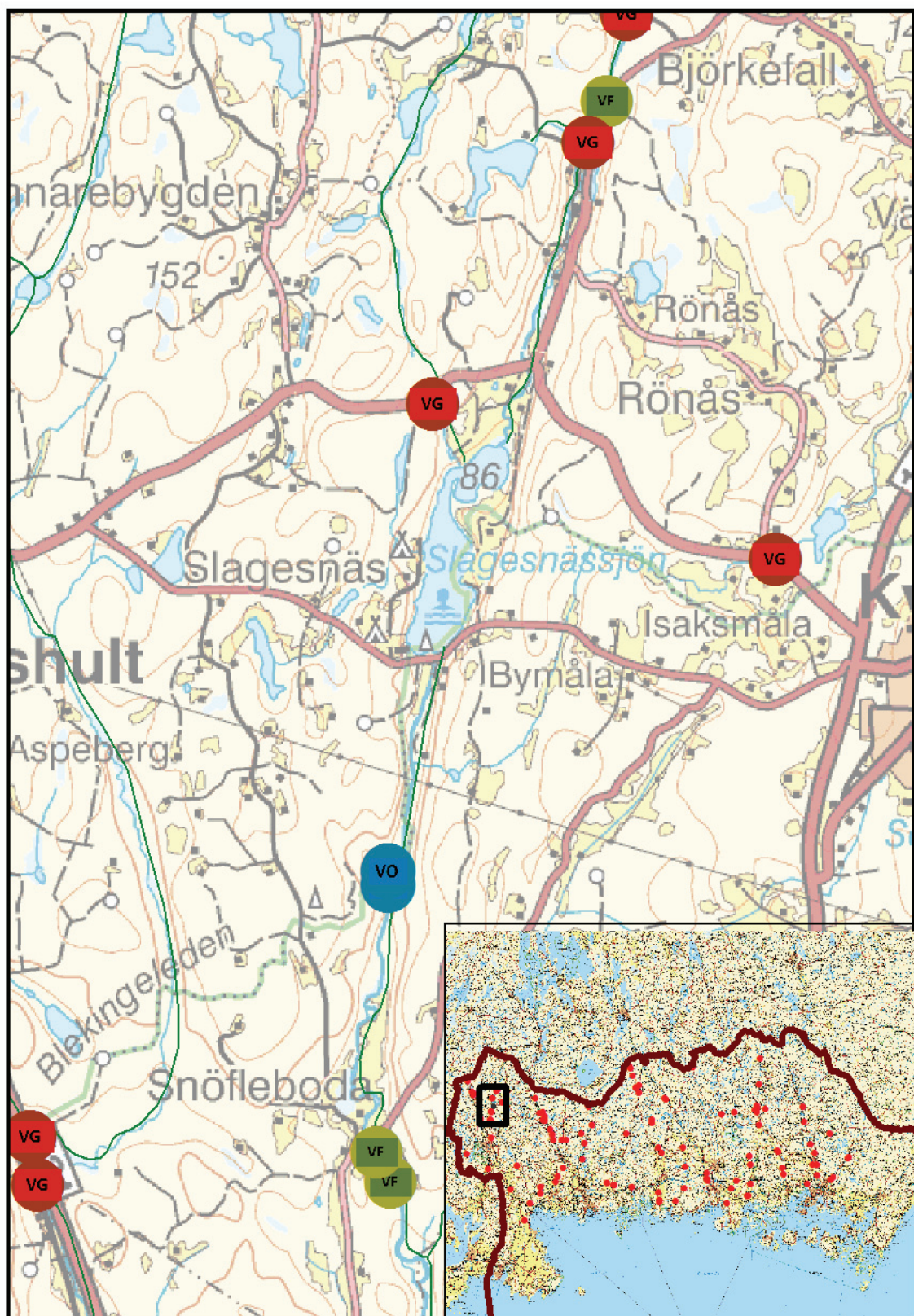
Figur 4, diagram över fördelningen av vattendragsbredden

Storleken på vattendragen varierade i klasserna från < 1 m till > 6 m. 99 % av de inventerade vattendragen var bredare än 1 m, 52 % var i breddklasserna 1 – 3 m och 3 – 6 m och 46 % var bredare än 6 m (figur 4).

Målklasserna VG och VF hade ett stort poängintervall, VG hade störst med lägsta bedömda målklass på 8 poäng och med högsta poäng på 17, d.v.s. över en stor del av skalan. VF hade poäng mellan intervallet 11-18. VS och VO hade mindre intervall med variation från 14-18 för VS och 18-22 för VO (tabell 3).

Tabell 3, tabell över målklassernas poängintervall

Målklass	Poängintervall
VG	8-17
VF	11-18
VS	14-18
VO	18-22



Figur 5, Temakarta med målklasser.

Figur 5 visar hur målklasserna kan variera genom ett vattendrag. En temakarta kan användas för att ge en översikt över vilken hänsyn som krävs utmed delsträckor i vattendraget.

3.2 Litteraturstudie

3.2.1 Skogsbruksåtgärders påverkan på vattendrag

Svenska vattendrag har historiskt blivit påverkade av människan. Vattendrag rätades och rensades för flottning vilket medfört brist på lek- och uppväxtbottnar för fisk i de flesta större vattendragen. Reglering av vatten har minskat utbredningen av lövsumpskogar och har orsakat vandringshinder för vandrande arter såsom öring och ål. Våtmarkernas utbredning har också minskat genom utdikning med syfte att ge högre skogsproduktion. All denna tidigare påverkan gjordes under andra förutsättningar och baserad på andra värderingar.

Naturhänsynen var minimal och produktiviteten var i fokus. Idag har förutsättningarna och värderingarna skiftats något, det finns en ökad medvetenhet om vår miljö och natur och en vilja att gynna och främja den biologiska mångfalden (Bergman m.fl. 2006).

Vattendragens diversitet och vattenstatus är starkt formad av hur landskapet ser ut och av markanvändningen med människans aktiviteter i avrinningsområdet (Allan 2004; Holopainen & Huttunen 1992; Allan & Flecker 1993). Markanvändning som ändrar sambandet mellan akvatiska och terrestra habitat kan påverka anknutna ekosystemprocesser som i slutändan påverkar ekosystemtjänster med betydelse för människan t.ex. skogsproduktion, biodiversitet och rekreation (McKie & Malmqvist 2009). Mindre vattendrag är känsligare för störningar än större vattendrag och skogsbruksåtgärder ger störst effekt lokalt (Ring m.fl. 2008; Webster m.fl. 1992). Man skall dock inte dra slutsatsen att skogsbruket enbart ska ta hänsyn vid mindre vattendrag (Fiskeriverket 2001; Ring m.fl. 2008). Till allt detta kommer de kumulativa effekterna, dvs. att flera enskilda åtgärders påverkan förstärks när de summeras (Öhman m.fl. 2009). T.ex. kan små lokala höjningar i vattentemperaturen medföra stora höjningar när de ackumuleras nedströms. Koncentrationerna av löst organiskt kol (DOC) kan också ackumuleras nedströms om avverkningarna (Kreutzweiser m.fl. 2008; Lepistö m.fl. 2008; Sørensen m.fl. 2009; Öhman m.fl. 2009). Vattendrag har detta till trots en förmåga att återhämta sig från störningar (Allan & Flecker 1993).

Skogsbrukets åtgärder kan ha en positiv påverkan på hydrologin och vattenkvaliteten i bäckar, åar och sjöar. Andra parametrar som flödesvägar, flödesdynamik, temperatur, grumlighet, näringsstatus, surhetsnivå, samt vandringsvägar och ståndplatser för fisk kan påverkas positivt. Detta genom t.ex. utforma kantzonen rätt, igenläggning av diken, konstruktion av sedimentationsdammar, askåterföring, kalkning på försurade marker och skärmställningar på kväverika marker (Ring m.fl. 2008).

Enligt Ring m.fl. (2008) beror skogsbrukets påverkan på:

- Vilken åtgärd som utförs, vilket innebär olika mycket störningar i marken, olika grundvattenförändringar m.m.
- Hur åtgärden utförs i det enskilda fallet, t.ex. i vilken grad körskador uppstår och hur drivningen anpassas till platsen.
- Hur stor andel av avrinningsområdet och vattendragets längd som påverkas.

- Avrinningsområdets storlek, vilket ger olika stora koncentrationsförändringar i avrinningsvattnet.
- Var i avrinningsområdet åtgärden utförs, vilket påverkar vattenförhållanden olika.
- När under året åtgärden utförs, vilket inverkar på hur lätt körskador uppkommer och kräver olika försiktighetsåtgärder.
- Jordart och topografi, vilket inverkar på vattnets rörelser och risken för erosion.

Slutavverkning är en skoglig åtgärd som medför risker för miljön i ett vattendrag. Dels genom direkt påverkan som körskador men också genom att slutavverkning kan kräva andra åtgärder kopplade till avverkningen, t.ex. byggnation av skogsbilväg med bl.a ökad grumlighet, igenslamning av lekbottnar och sämre syretillgång till lagd rom. Förutsättningar för bottenfaunan försämras också pga. igensatta bottenar. Sedimentationen är en störning på vattendrag som kan vara irreversibel och kan slå ut lokala populationer (Länstyrelsen m.fl. 1996). En av effekterna av slutavverkning är att avrinningen tillfälligt ökar kraftigt, upp till 100 % (Magnusson 2009). Utlakning av näring till vattendrag kan medföra ökad växtlighet som försämrar fiskens reproduktionsmöjligheter samt kan innebära vandringshinder (Länstyrelsen m.fl. 1996). Efter avverkning kan mängden död ved minska, eftersom död ved kan komma från angränsande skog ända upp till 50 m från vattendraget (Fiskeriverket 2001).

Röjning är en annan åtgärd som också kan påverka vattendraget, eftersom man vid röjning kan välja att gynna ett visst trädslag i kantzonen. Om lövträd gynnas innebär detta en positiv effekt på vattendraget (Larsson personlig kommentar).

Enligt Fiskeriverket (2001) kan ingen negativ påverkan på vattendrag fastställas med en korrekt utförd avverkning med all hänsyn enligt praxis. Därmed är god vattenhänsyn och modernt skogsbruk förenligt. Problemen uppstår främst vid bristande planering (Länstyrelsen m.fl. 1996).

3.2.2 Kantzonen

Kantzonen har flera positiva effekter på ett vattendrag. Med hjälp av kantzonen stabiliseras marken och risken för igenslamning och näringsutlakning genom avrinning från t.ex. en slutavverkning minskar. Träden i kantzonen tillför näring till vattendraget genom nedfall av organiskt material. Det huvudsakliga tillskottet av organiskt material är löv, vilket beror på att förfallet från lövträd är större än från barrträd. Barr är dessutom mer svårnedbrutna och innehåller mindre näring än löv (Stanley m.fl. 1991). Tillgången till löv är nödvändig för produktionen av bottenfauna. I ett väl beskuggat vattendrag är det mesta av näringen tillfört organiskt material genom förfallet. Om ingen kantzon lämnas kvar längs med vattendragen innebär detta utebliven näring (Länstyrelsen m.fl. 1996). Dessutom blir effekten av den ökade solinstrålningen att vattendraget får en större egen produktion, vilket kan medföra en annan flora och fauna (Bergquist 1999). Träden i kantzonen bidrar till att ge skugga och hålla en jämn vattentemperatur. I ett vattendrag helt utan kantzon riskerar temperaturen öka signifikant (Ahtiainen 1992; Holopainen m.fl. 1992). Att lämna en kantzon utmed vattendrag minskar de negativa effekterna av avverkning (Fiskeriverket 2001;

Bergquist 1999). Vegetationen tar genom sitt rotsystem på olika nivåer i marken upp lösta näringsämnen som transporteras från omgivande land och genom grundvattnet. Vegetationen i kantzonen kan därför vara en bra indikation på övergödning (Fiskeriverket 2001). Området i och i anslutning till vattendragen är bland de biotoper som innehåller flest arter, men samtidigt är dessa biotoper också i hög utsträckning påverkade av mänskliga aktiviteter (Bergqvist 1999). Kantzonen är nödvändig för tillförseln av död ved (Meleason m.fl. 2003). Mängden död ved är enligt Degerman m.fl. (2005a) signifikant beroende av kantzonens bredd. Den döda veden i vattendraget skapar förutsättningar för t.ex. öring. Detta sker på flera ställen, på uppväxtplatser, lekområden samt ståndplatser. Fler ståndplatser bidrar dessutom till mindre konkurrens mellan individer. Vattendraget får mer variation och blir mer mångformigt med god förekomst av död ved. Mängden död ved i ett vattendrag påverkar även omsättningen av löv och andra växtdelar samt minskar erosionen (Degerman m.fl. 2005a; Sundbaum m.fl. 1998; Bergquist 1999).

3.2.3 Vad kan styra förekomsten av fisk?

Antalet fiskarter i ett vattendrag är korrelerat med förekomsten av lövinslaget (Fiskeriverket 2001). Vattendrag med omgivande tall- och lövskogar har en artrikare fiskfauna än granskogar (Markusson 1998). Död ved har också betydelse för om vattendraget hyser arter eller ej. Förekomsten av död ved ökar signifikant tätheten av öring och nejronögon (Degerman m.fl. 2004). I nuläget är det brist på död ved i svenska vattendrag, en ökning skulle således ha en positiv inverkan på öring och den övriga fiskfaunan (Dahlström 2005). Avstånd till hygge fann man också hade betydelse för artförekomsten. Ju större avstånd desto fler arter påträffades (Fiskeriverket 2001). De största förändringarna i vattendragen fanns då endast en smal kantzon lämnades kvar efter avverkning (5 m). Väl beskuggade vattendrag har en större fauna än vattendrag med stort ljusinsläpp (Olsson 1995).

Förekomsten av öring begränsas om vattendraget är försurat, riskerar att torka sommartid, riskerar bottenfrysning vintertid, om det har för humöst vatten eller har en för hög temperatur sommartid ($>22^{\circ}\text{C}$) (Fiskeriverket (2001). Öringars lekplatser i vattendrag styrs av bottensubstrat, vattendjup och vattenhastighet. Öring som art kräver strömmande partier med hårdbottnar för att den skall förekomma (Degerman m.fl. 2005a; Degerman m.fl. 2005b). Förekomsten av fisk styrs också av hur stort avrinningsområdet är. Vid ett litet avrinningsområde (10 ha) förekommer sällan fisk (endast i ca 10 % av fallen), medan om avrinningsområdet är >1000 ha förekommer det fisk i 90 % av vattendragen. Även om habitatet är gynnsamt för fisk finns risken att ett vandringshinder hindrar fisk att kolonisera habitatet (Westman 2000; Fiskeriverket 2001). I Sverige har vi ett stort antal dammar och ännu fler vägar med felaktigt utformade vägtrummor som utgör vandringshinder. Det föreligger då en risk för isolering och genetisk utarmning (Degerman m.fl. 2005b).

4. Diskussion

4.1 Resultat fältstudie

Signifikant positiv korrelation fanns mellan blå målklasser och antal arter, men inte mellan naturvärdespoängen och antal arter. Detta var oväntat, eftersom klassningen till stor del bygger på naturvärdespoängen. Men som tidigare nämnt är klassningen en bedömning med naturvärdespoängen som grund (bilaga 3). Det går inte heller att gruppera de inventerade vattendragens poäng till målklasser. I tabell 3 blir detta tydligt, här varierar målklassen VG med poäng från 8 till 17. VF är mellan ett något mindre intervall med poäng mellan 11-18. Målklasserna VS och VO är dock betydligt mer samlade och är båda inom ett intervall på 4 poäng, 14-18 resp 18-22. Alla målklasser utom VO (som endast tangerar VS) går alltså omlott om varandra, vilket visar att målklassen till stor del är en bedömning. Stor vikt bör därför läggas på kalibrering av planläggaren/bedömaren, detta för att vattendragen skall få rätt blå målklass. Den slutliga okulära bedömningen fångar upp något som inte naturvärdesbedömningen gör. Genom att exemplifiera med tre vattendrag med samma poäng men med olika målklasser ska detta förfarande försöka redas ut (tabell 4).

Tabell 4, Från fall till fall på 18 poäng:

Nr	Bredd	Naturvärde	Påverkan	Känslighet	PLUS-värden	Summa	Målklass
14	<3	7	10	1	0	18	VO
60	<6	8	8	0	2	18	VF
75	>6	6	10	2	0	18	VS

Tabellen visar tre vattendrag med lika många poäng men med tre olika målklasser. Man kan se att fördelningen av poäng i de olika sektionerna divergerar något. Vattendrag nr 60 (bilaga 1) har fått två poäng på plusvärden, detta genom rester av en gammal kvarn samt att området är ett rekreationsområde. Förstärkt hänsyn bör tas för att bevara denna miljö. Vattendrag nr 14 (bilaga 1) har höga naturvärden med låg påverkan. Vattendraget befinner sig i en bokskog med hög ålder. Inga åtgärder behöver göras för att förbättra statusen, därför bedömdes att vattendraget utvecklas bäst genom att lämnas orört. Vattendrag nr 75 (bilaga 1) har måttliga naturvärden och hög grad av orördhet samt måttlig känslighet. Detta vattendrags status skulle kunna förbättras genom att lägga i stenblock i vattendraget. Det skulle innebära lägre vattenhastighet och möjliggöra fler ståndplatser för fisk.

Det har tidigare konstaterats att vattendrag i Sverige idag är starkt påverkade av människan. Fördelningen av målklasser är därför inte helt överraskande med flest andel VG och VF. Betydligt färre vattendrag blev klassade enligt VS och VO. Det är positivt att se att målklasserna blev fördelade så att det blev fler VO än VS. Fler vattendrag utvecklas alltså bäst genom orördhet snarare än att särskilda åtgärder behöver göras för att gynna vattendraget. Dessa resultat gäller för Blekinge län men det är inte orimligt att tänka att de

kan spegla tillståndet i stort i Sverige. De flesta vattendragen bör alltså hamna i klassen VG eller VF följt av VO och VS.

En eventuell störning i mina resultat kan ha varit att den omgivande skogen var påverkad i olika grad. T.ex återfanns vattendrag helt utan beskuggande kantzon vid flera tillfällen (se vattendrag nr 68, 83, 116 samt 88, bilaga 3). Men detta skall fångas upp i naturvärdesbedömningen under kantzonens naturvärde och grad av påverkan.

Om vattendraget var torrt vid elfisketillfället kan fisken ha ansamlats där (Sers personlig kommentar). I Blekinge är risken för att vattendrag skall torka ut större än på många andra ställen i Sverige. Ett vattendrag med 25 000 ha stort avrinningsområde kan torka ut vart tionde år. Uttorkning i kombination med nedströms vandringshinder kan försvåra återkolonisering (Degerman m.fl. 2005b). Enligt Degerman m.fl. (2001) finns det osäkerheter i den uppskattade populationstätheten. I regel erhålls en underskattning av den verkliga populationsstorleken.

Det finns ett antal parametrar som påverkar förekomsten av fisk som inte fångas upp av naturvärdesbedömningen. Enligt Allan m.fl. (1993) så avgörs biodiversiteten delvis av hur geografin ser ut. Han sammanfattar det i ett antal påståenden, fler arter hittas på låg höjd än på hög höjd samt att i vissa regioner finns ”hotspots” där de flesta arterna kan hittas. Antalet arter ökar med hur stor yta man inventerar, men detta är inte knutet till geografin i sig. Temperaturen i vattendraget är också en faktor som styr fiskförekomsten. Temperaturen vid fisketillfällena varierade från -1 °C till 23,3 °C. I detta stora intervall är fisken olika aktiv med olika benägenhet att bli fångad vid ett elfiske. Vid en vattentemperatur på över 22° C missgynnas öring (Näslund 1992).

Vanliga skötselråd för vattendragen har blivit att gynna löv i kantzonen, skapa död ved eller att lägga i stenblock i vattendragen för att skapa större variation för t.ex. fler ståndplatser till öring. Detta är föga förvånande, genom litteraturstudien vet vi att det i svenska vattendrag finns en brist på död ved samt att många vattendrag har blivit rensade på stenblock. Granens dominerande ställning speglas också då rådet många gånger har blivit att gynna lövträd som är en bättre källa till organiskt material för vattendraget.

4.2 Metodiken

Nästan alla provpunkter låg nära väg vilket är emot handledningen och rekommendationerna för elfiske. Detta blev således ett systematiskt fel i naturvärdesbedömningen eftersom en av parametrarna under sektionen påverkan är om vattendraget ligger nära väg eller inte (se bilaga 3 och 4). De inventerade vattendragen är alla utvalda av Länsstyrelsen med avsikt att över lång tid övervaka fiskfaunan. Länsstyrelsen strävar alltså efter att hitta vattendrag med en befintlig fiskfauna, vattendrag utan fisk inventeras därmed inte.

98 % av alla inventerade vattendrag var breda (intervallet < 3m - > 6m) med vattenföring året runt. Detta förfarande skiljer sig med stor sannolikhet från hur det kommer förhålla sig i

praktiken. Mina resultat kan ha blivit påverkade av detta genom att större vattendrag har större sannolikhet att hysa fisk vilket också mina resultat styrker. Vattendragsbredden och artantal visade sig nämligen ha positiv signifikant korrelation. När blå målklasser införs i praktiken kommer troligen flertalet vattendrag på markägares fastigheter vara < 1 m breda. Detta eftersom det helt enkelt finns fler mindre vattendrag i skogslandskapet än det finns breda (> 3 m) (Näslund 1999).

Jag inventerade en sträcka av 200 m, 100 m upp- resp. nedströms om elfiskepunkten. Denna geografiska avgränsning gjordes för att vara konsekvent på alla objekt. Avgränsningen kommer när den ska göras av skogsbruksplanläggaren, skogsägaren eller –skötaren i praktiken bli en annan, t.ex. kommer fastighets- och bestandsgränser bli praktiska avgränsningar av vattendragen. Detta eftersom bestånden är den vanliga operativa enheten i skogsbruket. Om vattendraget ändrar karaktär i beståndet kan detta också medföra flera målklasser inom ett och samma bestånd. I optimalfallet skulle hela vattendragets sträcka inventeras, eftersom vattendragets ekosystem lokalt är påverkat av förhållandena uppströms lokalen. Givetvis påverkar även förhållandena på en given punkt vattendraget uppströms och nedströms om lokalen.

Grundyta och medelhöjd inventerades under fältarbetet, något som dock visade sig vara svårt att erhålla vid många av provpunkterna. Särskilt grundytan som var omöjlig att mäta på många av punkterna eftersom omgivande skog endast var en smal kantzon, eller av buskkaraktär. I många fall kunde inte heller höjden mätas p.g.a. avsaknad av kantzon eller träd i kantzonen.

Naturvärdesbedömningen tar till största delen upp parametrar som man kan se med ögat, vilket också är tanken och syftet. Andra faktorer som påverkar vattenkvaliteten som försurningspåverkan, avrinningsområdets storlek och grad av avverkningspåverkan är svårt att bedöma i fält. Däremot fångar blanketten upp kantzonens tillstånd som många gånger är kritisk för förekomsten av botten- och fiskfauna.

Det går inte att uppskatta kemisk och ekologisk status samt kalkningspåverkan med blotta ögat. Enligt vattenkartan hade alla vattendrag god kemisk status, den ekologiska statusen varierade från hög till dålig men en majoritet hade övervägande risk att ekologisk status/potential inte uppnås till år 2015. Alla vattendrag utom Vierydsån var försurade, 62 % av alla inventerade vattendrag var kalkade (Länsstyrelsen 2011).

Ett alternativt sätt att genomföra studien skulle kunna ha varit att fokusera på ett färre antal vattendrag och inventera samt klassa hela sträckan, eftersom sträckorna jag har inventerat ofta har varit för små för att ha en verklig påverkan på hela vattendraget. Detta skulle kunna i ett senare skede fungera som ett referensmaterial efter utförda åtgärder, såsom förbättrade kantzoner med mera (Bergengren personlig kommentar). Ytterligare en studie skulle kunna vara att fokusera mer på att få med en större andel mindre vattendrag, eftersom huvuddelen av de svenska vattendragen är mindre och för att dessa blev dåligt representerade i den här studien.

5. Slutsatser och rekommendationer

Mina resultat visar att det finns ett samband mellan artantalet i ett vattendrag och blå målklasser. Slutsatsen kan då dras att blå målklasser är en metod som till viss del fungerar och som uppfyller sitt syfte. Naturvärdesbedömningen visade sig vara positivt korrelerad med tätheten av lax men inte med öringtätheten eller antalet arter. Slutsatsen är att naturvärdesbedömningen och blå målklasser till viss del är ett bra verktyg för att på ett enkelt sätt få en överblick över vattendragets diversitet. Resultaten visar att blå målklassning är en fungerande metod som speglar fiskfaunan. Naturvärdesbedömningen kan dock inte stödjas som en heltäckande metod. Men metoden har potential att ge god hjälp i arbetet med vattenhänsyn i skogsbruket efter vidare utveckling och kalibrering. Mina resultat visar att sektionerna naturvärden och påverkan/grad av orördhet är speciellt viktiga eftersom de visade positivt signifikant korrelation för lax (endast påverkan) och artantalet. Vattendragets känslighet har i mina studier inte visat någon korrelation med varken artantalet, tätheten av lax eller öring. Poängsumman av naturvärdesbedömningen var positivt korrelerad med tätheten av lax men inte med artantalet eller öringtätheten. Olika parametrar har diskuterats som kan ha påverkat mina resultat, möjligtvis var det för många felkällor för att ge ett signifikant samband mellan naturvärdesbedömningen, blå målklasser och lax-/öringtäthet. Signifikant negativ korrelation hittades mellan blå målklasser och laxtätheten.

En förklaring till detta resultat kan vara att laxen främst förekommer i större vattendrag med en bredd över 6 m (Degerman m.fl. 2005b). De inventerade vattendragen och data från elfiskeregistret stödjer detta. Med undantag av ett elfisketillfälle med vattendragsbredden 3 – 6 m, påträffades all lax i vattendrag > 6 m. Bland dessa breda vattendrag erhöles flest fångster samt högst täthet av lax i målklass VF och färre i den högsta klassen VO. Ingen lax påträffades i målklasserna VS eller VG. Detta förklarar den negativa korrelationen. Fenomenet att högre täthet av lax påträffades i målklass VF än VO kan förklaras av den subjektiva bedömningen. Större vattendrag kan upplevas som mindre känsliga eller ha lägre naturvärden än mindre vattendrag och således få en lägre målklass.

Eftersom kantzonen visat sig speciellt viktig kan en speciell bedömning eller beskrivning av denna vara relevant. Andel löv är viktig, och om denna är bristfällig antecknas detta i skötselråden för att gynna lövet i kommande åtgärder som röjning och gallring. Vandringshinder ingår i bedömningen men bör också antecknas separat vid inventeringen, om dessa upptäcks. Det bör ingå i skötselråden för vattendragen att dessa skall åtgärdas (målklass VS).

Kostnaden för en skogsbruksplan med blå målklasser kommer antagligen att öka något, främst p.g.a. mer fältarbete. Denna merkostnad kan dock motiveras genom att risken för körskador och kostnader för återställning kan minskas. Minskningen beror på den högre medvetenheten om vattendragen och deras känslighet vilket bör leda till bättre planering. Sammantaget höjs kvalitén på skogsbruksplanerna med ett vattenperspektiv. En temakarta med målklasser enligt figur 5 bör på något sätt finnas med i skogsbruksplanen. Försumningspåverkan, intressanta och rödlistade arter är tre parametrar som är svårbedömda i fält. Dessa kräver extra ansträngning och tid genom att information om detta behöver samlas in vid ett annat tillfälle

än själva fältinventeringen. Det hade varit intressant att undersöka om det finns signifikant korrelation mellan fiskfaunan och naturvärdespoäng om man tar bort dessa tre parametrar från naturvärdesbedömningen. Naturvärdesbedömningen skulle då bestå av 29 parametrar istället för 32. Om det skulle visa sig förefalla så har man gjort naturvärdesbedömningen mer kostnadseffektiv.

Vattendragsbredden inventeras också vilken har visat sig vara signifikant korrelerat med antalet arter. Dock anges bredden i fyra klasser i nuläget. En rekommendation är att låta inventeraren bedöma bredden helt och ange denna. Detta ger en bättre bild av vattendraget och dess fiskfauna.

Pinell-Alloul m.fl. (2002) rekommenderar att viktiga indikatorer för vattenkvalitet skall ingå i skogsbruksplanerna, t.ex. genomskinlighet, vattenfärg och DOC. Laudon m.fl. (2011) föreslår att skogsbruksplanerna utvecklas så att uthållig användning av markresurser och vattenkvalitet beaktas. Detta samtidigt som produktionen maximeras. För att lösa diskuterade problem och för att införliva dem i praktisk användning efterfrågas en bättre dialog mellan skogssektorn och de vetenskapliga samfundet.

När en skogsbruksplanläggare lärt sig blanketten kan denne göra en målklassning utan att nödvändigtvis fylla i blanketten. Det är målklassen som är viktig i sammanhanget, denna kommer att uttrycka ambitionen med åtgärds- och hänsynsförslag för vattendraget i framtiden. Att kunna göra en relevant bedömning som speglar vattendragets naturvärde, påverkan, känslighet och plusvärden genom enbart okulär bedömning är mycket positivt. Det är viktigt att komma ihåg att naturvärdesbedömningsmetoden fortfarande fyller sin funktion, det är ju denna som ”tränar upp” och kaliberar den som bedömer vattendraget att se och få en känsla för vad som är värdefullt och som skall klassas därefter. Finns det osäkerheter kan man göra bedömningen utifrån blanketten och på så vis få stöd för klassningen. Dessutom är den en referensram och nödvändig när flera personer skall kalibrera sina bedömningar.

6. Tillkännagivande

Stort tack till Södra Skogsägarna som kommit med grundidén till detta examensarbete samt finansierat arbetet. Tack till mina handledare Per-Erik Larsson Södra och Matts Lindblad SLU Institutionen för Sydsvensk Skogsvetenskap. Jakob Bergengren på Länsstyrelsen Jönköpings län för givande kommentarer. Therese Asp och Jonas Johansson GIS-samordnare på Länsstyrelsen Blekinge län som hjälpte till i uppstarten av arbetet. Emma Holmström på SLU Institutionen för Sydsvensk Skogsvetenskap som hjälpt mig med handdatorn för fältinventeringen. Berit Sers på sötvattenslaboratoriet för hjälp med tolkning av data från elfiskeregistret.

Referenser

- Ahtiainen, M. (1992). The effects of forest clear-cutting and scarification on the water-quality of small brooks. *Hydrobiologia*, 243, 465-473
- Allan, D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257-284.
- Allan, D. Flecker, A. (1993). Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience* 43, 32-43.
- Andréassian, V. (2004). Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology* 291 1-27.
- Bergman, P. Bleckert, S. Degerman, E. Henrikson, L. (2006). UNK – Urvatten, Naturvatten, Kulturvatten. *Världsnaturfonden WWF Levande skogsvatten*. 1-25.
- Bergqvist, B. (1999). Skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. En litteraturöversikt. *Fiskeriverket rapport*. Göteborg: Fiskeriverket. 1-118.
- Bleckert, S. Degerman, E. Henrikson, L. (2011). NPK+ och Blå målklassning, enkla verktyg för skoglig vattenplanering. *Världsnaturfonden WWF*, WWF handledning, 1-16.
- Bohlin, T. (1984). Kvantitativt elfiske efter lax och öring - synpunkter och rekommendationer. *Information från Sötvattenslaboratoriet*, Drottningholm (4). 1-33.
- Dahlström, N. (2005). Function and dynamics of woody debris in boreal forest streams. *Doktorsavhandling*, Umeå universitet, 1-28.
- Degerman, E. Halldén, A. Törnblom, J. (2005a). Död ved i vattendrag. *Världsnaturfonden WWF*, Levande skogsvatten. 1-24.
- Degerman, E. Magnusson, K. Sers, B. (2005b). Fisk i skogsbäckar. *Världsnaturfonden WWF*, Levande skogsvatten. 1-38.
- Degerman, E. Sers, B. (2001). Elfiske. (*Fiskeriverket information*, 1999:3) Örebro: Fiskeriverket. 1-56.
- Degerman, E. Sers, B. Törnblom, J. Angelstam, P. (2004). Large woody debris and brown trout in small forest streams towards targets for assessment and management of riparian landscapes. *Ecological Bulletins* 51 233-239.
- Europaparlamentet (2000). Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. (*Europeiska gemenskapernas officiella tidning* 22-12-2000) 1-72.
- Fiskeriverket (2001). SkyddsIdåer Längs Vattendrag, SILVA. (*Fiskeriverket informerar*, 2001:6) Göteborg: Fiskeriverket.

Holopainen, L. Huttunen, P. (1992). Effects of forest clear-cutting and soil disturbance on the biology of small forest brooks. *Hydrobiologia*, 243, 457-464.

Jordbruksverket (2011). *EU-länderna samarbetar kring vattenfrågor*. [Online] Tillgänglig: <http://www.sjv.se/amnesomraden/miljoocklimat/vatten/vattendirektivet.4.207049b811dd8a513dc8000600.html> [2011-11-29].

Kreutzweiser, D. Hazlet, P. Gunn, J. (2008). Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: A review. *Environmental Reviews*, 16, 157-179.

Laudon, H. Hedtjärn, J. Schelker, J. Bishop, K. Sørensen, R. Ågren, A. (2009). Response of Dissolved Organic Carbon following Forest Harvesting in a Boreal Forest. *Ambio*, 38, 381-386.

Laudon, H. Sponseller, R. Lucas, R. Futter, M. Egnell, G. Bishop, K. Ågren, A. Ring, E. Högborg, P. (2011). Consequences of More Intensive Forestry for the Sustainable Management of Forest Soils and Waters. *Forests*, 2, 243-260.

Lepistö, A. Kortelainen, P. Mattsson, T. (2008). Increased organic C and N leaching in a northern boreal river basin in Finland. *Global Biogeochemical Cycles*, 22, 1-10.

Lingdell, P-E.; Engblom, E. (2007). Småkryp i vattendrag. *Världsnaturfonden WWF*, Levande Skogsvatten, 1-81.

Länsstyrelsen (2011). *VISS – Vatteninformation Sverige*. [Online] Tillgänglig: <http://www.vattenkartan.se> [2011-10-20].

Länsstyrelsen, Skogsvårdsstyrelsen. (1996). Skog – vatten – fisk: om hänsyn till vatten och vattenorganismer vid bedrivande av skogsbruk. Östersund: Länsstyrelsen Jämtlands län, Skogsvårdsstyrelsen Jämtlands län.

Magnusson, T. (2009). Skogsbruk – mark och vatten. *Skötselserien*, nr 13, Skogsstyrelsen, 1-99.

Markusson, K. (1998). Omgivande skog och skogsbrukets betydelse för fiskfaunan i små skogsbäckar. *Skogsstyrelsen*, Rapport 8. 1-35.

McKie, G. Malmqvist, B. (2009). Assessing ecosystem functioning in streams affected by forest management: increased leaf decomposition occurs without changes to the composition of benthic assemblages. *Freshwater Biology*, 54, 2086-2100.

Meleason, M. Gregory, S. Bolte, J. (2003). Implications of riparian management strategies on wood in streams of the pacific northwest. *Ecological Applications*, 13, 1212–1221.

Naturvårdsverket (2010). Elfiske i rinnande vatten. (*Handledning för miljöövervakning/Naturvårdsverket*, Version 1:5.) Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket (2011). *Miljömålsportalen* [Online] Tillgänglig: <http://www.miljomal.se/> [2011-11-29].

Näslund, I. (1992). Öring i rinnande vatten - En litteraturöversikt av habitatkrav, täthetsbegränsande faktorer och utsättningar. *Inf. från Sötvattenslaboratoriet*, Drottningholm. 3. 43-82.

Olsson, T.I. (1995). Skuggade vatten har rikare fauna. *Skog & Forskning*, 4, 24-31.

Pinel-Alloul, B. Prepas, B. Planas, D. Steedman, R. Charette, T. (2002). Watershed Impacts of Logging and Wildfire: Case Studies in Canada. *Lake and Reservoir Management*, 18, 307-318.

Porvari, P.; Verta, M.; Linjama, J.; Munthe, J. (2009). Forestry practices cause extreme mercury and methylmercury output from boreal forest catchments *Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry* 148 (1), 34-37.

Ring, E.; Löfgren, S.; Sandin L.; Högbom, L.; Goedkoop, W. (2008). Skogsbruk och vatten: en kunskapsöversikt (Redogörelse 2008:3) Uppsala: Skogforsk

Skogsstyrelsen (2012). [Online] Tillgänglig: <http://www.skogsstyrelsen.se/Myndigheten/Statistik/Amnesomraden/Fastighets--och-agarstruktur/Fastighets--och-agarstruktur/> [2012-01-10].

Stanley, V. Gregory, J. Swanson, W. McKee, A. Kenneth W. (1991). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *BioScience*, 41, 540-551

Sundbaum, K. Näslund, I. (1998). Effects of woody debris on the growth and behaviour of brown trout in experimental stream channels. *Canadian Journal of Zoology* 76 56-61.

Sørensen, R. Ring, E. Meili, M. Högbom, L. Seibert, J. Grabs, T. Laudon, H. Bishop, K. (2009). Forest harvest increases runoff most during low flows in two boreal streams. *Ambio* 38, 357-363.

Vattenmyndigheten Södra Östersjön. (2010). Miljökonsekvensbeskrivning av åtgärdsprogram 2009-2015 Södra Östersjöns vattendistrikt. (*Vattenmyndigheten i Södra Östersjöns vattendistrikt vid Länsstyrelsen Kalmar län*) 1-52.

Webster, J. Golladay, S. Benfield, E. Meyer, J. Swank, W. Wallace, J. (1992). Catchment Disturbance and Stream Response: An Overview of Stream Research at Coweeta Hydrologic Laboratory. *River Conservation and Management*. 231-253.

Westman, Å. (2000). Vägtrummor och vandringshinder. En arbetsmodell för prioritering och åtgärder av vandringshinder i avrinningsområden. *Vägverket Rapport nr B3-00-03*. 1-40.

Öhman, K. Seibert, J. Laudon, H. (2009). An Approach for Including Consideration of Stream Water Dissolved Organic Carbon in Long Term Forest Planning. *Ambio*, 38, 387-393.

Personlig kommunikation:

Bergengren, Jakob [Personlig kommentar] 2011-09-19, 2011-09-21.

Larsson, Per-Erik [Personlig kommentar] 2011-12-14.

Sers, Berit [Personlig kommentar] 2012-01-03.

Bilagor**Bilaga 1**

Exempel på vattendrag med samma poäng men med olika målklasser.



Vattendrag nr 60, 18 poäng målklass VF. Foto: Torbjörn Ingemarsson



Vattendrag nr 75, 18 poäng målklass VS. Foto: Torbjörn Ingemarsson



Vattendrag nr 14, 18 poäng målklass VO. Foto: Torbjörn Ingemarsson

Bilaga 2



VG, inga speciella naturvärden med låg känslighet. Foto: Torbjörn Ingemarsson



VF, måttliga naturvärden med en känslig kantzon som kräver förstärkt hänsyn. Foto: Torbjörn Ingemarsson



VS, höga naturvärden som kan förbättras genom att lägga i stenblock. Foto: Torbjörn Ingemarsson



VO, höga naturvärden och känslighet, utvecklas bäst genom orördhet. Foto: Torbjörn Ingemarsson

Bilaga 3



Exempel på vattendrag med obefintlig kantzon, nr 68, 83, 116 samt 88. Samtliga vattendrag ligger dessutom nära bil/järnväg. Foto: Torbjörn Ingemarsson



Naturvärdesbedömning Vatten

Bedömning av Naturvärden, Påverkan, Känslighet och Plusvärde i vattendrag (NPK+)



Datum:

Inventerare:

Fastighet:

Avdelning/bestånd:

Vattendragets namn:

Avrinningsområde (SMHI) nr:

Inventerad sträcka (m):

Medelbredd (uppskattad i < 1 m, <3 m, <6m, >6 m):

Koordinater övre: X Y

Koordinater nedre: X Y

Slutbedömning:

NATURVÄRDEN

PÅVERKAN

KÄNSLIGHET

PLUS-värden

Summa poäng

Poäng kopplat till Blå målklasser (riktvärden)

S:a poäng

NPK+ värden

Målklass

0-10

Låga

VG - VF

10-15

Måttliga/höga

VG - VF - VS - (VO)

15-20

Höga

VF - VS - VO

20+

Mycket höga

VS - VO

Blå målklass

Blå målklasser: VG = generell vattenhånsyn VF = förstärkt vattenhånsyn

VS = särskilda åtgärder VO = orörd vattenmiljö

NATURVÄRDEN - vattendraget				PÅVERKAN - vattendraget			
Stor variation i vattendraget.		Huvudsakligen slingrande eller meandrande lopp, stor variation i djup och bredd samt förekomst av sand/grus och sten/block.	Ej rensat och/eller rätat.		Ej rensat: vattendrag med inslag av block, sten och grus. Ej rätat: vattendrag naturligt slingrande - ej rätade, ej sänkta.		
		Mer än 7 bitar per 100 m - minst 1 m långa och 10 cm Ø.	Ingen igenslamning.		Normal mängds finpartikulärt material samlat på grus- och sandbottnar.		
		Längre än 10 ggr medelbredden.	Ingen reglering.		Ingen förekomst av ett eller flera dämmen, oftast med regleringsanordning. Inget vattenuttag: Inga slangar, pumpar etc. i och längs med vattendraget.		
		Block >0.5 m Ø, sträckan längre än 10 ggr medelbredden.	Inga vandringshinder.		Inga dammar, vågtrummor eller andra artificiella hinder för fisk och bottenfauna.		
- speciella biotoper				- vattenkvalité			
Naturligt vattenfall.		90 gr fall, 1 m fallhöjd, utgör ofta naturligt vandringshinder.	Klart vatten.		Normalt grumlat och /eller färgat vatten.		
Kvillområde.		Vattendraget uppdelat i minst 3 färör, > 10m långa, med vatten hela året.	Ingen omfattande försurning.		Ska normalt vara känt innan inventeringen.		
Naturligt sjöinlopp eller sjöutlopp.		Ej reglerat, sänkt eller omgrävt.	Ingen omfattande övergödning.		Inga stora mängder vegetation, t.ex. grönslick och/eller bladvass i vattendraget.		
Värdearter.		Rödlistade arter (ska normalt vara känt innan inventeringen) eller god förekomst eller föryngring av stormusslor och laxfiskar.	Inga punktkällor.		Ingen dränering från jordbruk, inga rör från avlopp eller dagvatten som mynnar i vattendraget.		
- kantzon				- kantzon			
Kantzon finns på <75% av sträckan.		Kantzon med avseende på beskuggning.	Funktionell kantzon.		Ekologiskt funktionell kantzon. Inga omfattande skador på kantzonen. Högst 25% av sträckan får vara påverkad.		
Naturlig trädslagsblandning.		Relativt ståndorten.	Inga mynnande diken.		Inga diken som mynnar direkt i vattendraget, utan översilning eller slangrop.		
Äldre träd i kantzon.		I normal slutavverkningsålder, producerar död ved m.m.	Inga markskador.		Inga gamla eller nya markskador (körskador, markberedning) i eller längs med vattendraget som kan ha påverkat bäcken.		
Översvämningszon eller permanent utströmningsområde eller källa.		Aterkommande översvämmad strandzon; avläses på bar mark, vegetation, stenar och träd. Ett stort eller flera tydliga objekt längs sträckan.	Inga vägar.		Ingen allmän eller enskild väg korsande inom 10 m från vattendraget.		
Summa NATURVÄRDEN			Summa PÅVERKAN				
KÄNSLIGHET (för vattnet)				PLUS-värden			
Erosionsbenägna jordar.		Grovsand och finare eller moig morän och finare jordarter i närområdet.	Kultur och/eller fornlämnning.		Rester av eller intakta kvarnar, stentfundament, flotringsanordningar, stenbroar m.m.		
Stor lutning till vattendraget.		Mer än 5 m fall lutning på 30 m ned mot vattendraget.	Naturskyddat område, rekreationsområde.		Naturreservat, ekopark etc. Populärt rekreationsområde t.ex. stigar, rasplatser, skyltar eller anordningar för sportfiske eller välbesökt fiskevatten.		
Blöt-fuktig kantzon.		Risk för körskador kan uppstå längs med och i vattendraget.	Restaureringsåtgärder.		Kalkning, öppnade vandringsvägar etc.		
Yttligt grundvatten i närområdet.		Översilad mark och/eller yttligt grundvatten i angränsande bestånd.	Intressanta arter.		Arter som t.ex. bäver, vissa fiskarter, fågelarter eller växter.		
Summa KÄNSLIGHET			Summa PLUS-värden				